



Examensarbete
Institutionen för ekologi

GIS-modellering av habitat för
vitryggig hackspett (*Dendrocopos leucotos*) som
hjälpmedel i naturvårdsplanering på landskapsnivå

Linnea Hoas

MAGISTERUPPSATS I BIOLOGI, D-NIVÅ, 30 P

HANDLEDARE: GRZEGORZ MIKUSINSKI, INST. F. EKOLOGI

EXAMINATOR: GUNNAR JANSSON, INST. F. EKOLOGI

Examensarbete 2008:2
Uppsala 2008

SLU, Institutionen för ekologi
Box 7072, 750 07 Uppsala

GIS-modelling of white-backed woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) habitat as a tool for landscape level conservation planning

ABSTRACT

The white-backed woodpecker is a forest bird being critically endangered in Sweden. The species is dependent on older forests rich in deciduous trees and dead wood. The main problem for the survival of this species is present shortage of habitat. Conservation work on this umbrella species is at present focused on finding remaining or emerging habitat networks. Large areas are scrutinized in search for suitable habitats to be protected or managed for the species sake. These explorations are usually based on studying aerial photographs and habitat assessments in the field - the methods requiring large time investments since the species is area-demanding organism. Therefore, there is a need for developing a more cost-efficient methods that cover large areas. The method would need to be precise and furthermore consider long-term planning and development areas. Also, the spatial distribution of habitat ought to be analysed from the species perspective. Here, I investigate the usefulness of habitat suitability models based on ecological requirements of the species. This is performed in GIS environment using available geographic databases describing forests. The results of GIS modelling were compared to areas chosen by an ornithologist who has studied a part of the study area in the field. Forests development according to three different management scenarios was modelled for the coming 30 years. The results showed that GIS modelling with kNN estimations of forest variables and GSD-Land and Vegetation Cover (Svensk Marktäckedata) could find habitat areas equivalent to those habitats found in the field. GIS-map modelling offers good adaptation capacity as a planning tool in large-scale nature conservation work. The results also showed that forests of high conservation value that have been identified in Woodland Key Habitat scheme have relatively low importance for the white-backed woodpecker since they cover very small area in the studied region. This indicates that more efforts in creating habitats for the white-backed woodpecker are needed in the managed matrix. I conclude that GIS-modelling could be an important component in the conservation work for the white-backed woodpecker and other species that require large territories. Moreover, GIS-modelling offer the possibility to make forecasts for the future, something of great value when planning long-term nature conservation measures.

Innehållsförteckning

Inledning	4
Vitryggig hackspett och lövrika skogar	4
Vitryggiga hackspettens situation i Sverige idag	5
Bevarandearbetet av vitryggig hackspett i Sverige	5
Min undersökning – habitatmodellering på landskapsnivå	6
Metod & material	6
1. Habitatmodellering nuläge	7
2. Jämförelse GIS mot expertbedömning	8
3. Framskrivning	10
4. Möte med praktiker	10
Resultat	11
1. Habitatmodellering nuläge	11
2. Jämförelse GIS mot expertbedömning	12
3. Framskrivning	13
4. Möte med praktiker	15
Diskussion	16
1. Habitatmodellering nuläge	16
2. Jämförelse GIS mot expertbedömning	16
3. Framskrivning	17
4. Möte med praktiker	17
Slutsats	18
Tack	18
Referenser	19
Bilaga 1	22
Ur Sveriges Nationalatlas/Miljön	22
Bilaga 2	23
Genomförande kartmodellering, bestånds- och landskapsnivå	23
Bilaga 3	25
Fältprotokoll	25
Bilaga 4	26
Genomförande framskrivning	26

Inledning

Vitryggig hackspett (*Dendrocopos leucotos*) är en art som är högaktuell i naturvårdsarbete och planering, dels för att den är *akut hotad* i svenska rödlistan (Gärdenfors 2000) och kräver naturvårdsåtgärder för att inte dö ut, och dels för att den är ett bra exempel på en paraplyart (Roberge 2006). En mångfald av organismer och arter är knutna till samma livsmiljö (habitat) som den vitryggiga hackspetten (Artdatabanken 2005, Martikainen et al. 1998, Mild & Stighäll 2005). Därför är det snarare en hel biotop man pratar om när vitryggig hackspett förs på tal i skogsbruks- och naturvårdssammanhang.

Vitryggig hackspett och lövrika skogar

Vitryggig hackspett är en fågelart som är starkt knuten till lövskogar eller lövrika blandskogar och då framförallt åldrande sådan där förhållandena är gynnsamma för föda och bohål.

Dominerande trädslag i artens livsmiljöer i Skandinavien brukar vara asp (*Populus tremula*), sälg (*Salix caprea*), björk (*Betula spp.*), klibbal (*Alnus glutinosa*) eller gråal (*Alnus incana*). I Sydsvrige tillkommer även ek (*Quercus robur*). Vad som gör den så beroende av just lövträd är dess födoval. Vitryggig hackspett är en specialist på vedlevande och ytligt levande insekter som återfinns i främst döda eller döende lövträd. Vedlevande insekter är i sin tur vanligen mycket specialiserade vad det gäller trädslag och förmultningsgrad på veden. Gustav Aulén konstaterar i sin doktorsavhandling (1988) att vitryggig hackspett till 96% födosöker i lövträd och i 4% i barrträd (tall och gran). Vid häckning och matning av ungar består 46% av vedlevande insekter, 45% av ytligt levande insekter och 5% av en blandning av dessa födokategorier. Detta innebär alltså att lövbestånden dessutom måste ha en stor andel döda eller döende träd. Den största mängden bohål hittas nära vatten och hyggen, där förekomsten av lövträd är som störst. (Angelstam et al. 2004, Aulén 1988)

Gammal asp är det träd som av många anses vara den viktigaste beståndsdelen för den vitryggiga hackspettens leverne. Tillgång till gammal asp är utan tvivel betydelsefull, men huvudsaken för vitryggig hackspett är förmodligen en miljö som är gynnsam för dess föda. En sådan miljö innehåller en riklig mängd död ved, är tämligen öppen och solbelyst för ett varmare mikroklimat samt innehar lövträd i olika åldrar och med olika förmultningsgrad för en jämn födotillgång. (Stenberg 1998, Aulén 1988)

Revirstorlek – vid häckning och vinter

Åsikterna varierar om hur stort revir vitryggig hackspett behöver. Mycket beror på kvaliteten på området; ju högre kvalitet desto mindre areal krävs (Cramp 1985). Enligt bland andra Manton et al. (2005) och Carlson (2000) behöver ett par ca. 100 hektar och enligt Angelstam et al (2004) måste då minst 10 % av landskapet innehålla bra habitat. Svenska Naturvårdsverket anger 100 till 300 ha - beroende på revirets kvalitet - i sitt åtgärdsprogram (ÅGP) för vitryggig hackspett från 2005. Man skiljer även på häckningsrevir och vinterrevir. I den här studien antas att vitryggig hackspett kan födosöka över en sträcka på 5 km (Aulén 1988, Stenberg 1990).

Vitryggig hackspett är alltså en art som kräver stora revir. Den är ändå mycket känslig för isolering, (Carlson 2000) då kvaliteten på omgivande skogar påverkar överlevnadsmöjligheterna för ungfåglar, vilka oftast inte flyttar mer än fyra mil från boet. Om då reviret är en isolerad lövförekomst i ett för vitryggen i övrigt sterilt landskap, blir chansen till återkolonisering mycket liten. Finns det endast små, spridda lövområden har fåglarna svårt att hitta varandra, vilket minskar chansen till parbildning (Grimfoot 2004).

Vitryggiga hackspettens situation i Sverige idag

Den vitryggiga hackspetten är en akut hotad fågelart i Sverige idag men så har det inte alltid varit. Under 1800-talet och några decennier in på 1900-talet var arten dokumenterad som häckfågel i 17 av 24 landskap och det är troligen främst under de senaste 40-50 åren som vitryggig hackspett starkt har gått tillbaka på många håll i landet, främst i norra och södra Sverige (se bilaga 1). (Aulén 1988)

Innan man systematiskt började släcka skogsbränder efter år 1850, hörde den vitryggiga hackspetten sannolikt hemma i de äldre asp- och björkdominerande bestånd vilka följde efter skogsbränderna (Aulén 1988). Skogsbruket har i modern tid även inriktat sig på barrproduktion. För att höja produktionsvärdet på många marker dikades de ur och svämskogar ersattes med granplanteringar. Fortfarande bekämpas löv och döende och döda träd städas bort i linje med produktionsinriktningen. I slutet av 1800-talet bestod skogsvolymen till ca. 20% av död ved, idag är siffran ca. 1%. (Linder & Östlund 1992). En annan problemfaktor är det höga betestrycket på löv. I dagsläget finns lokalt mycket stora stammar av älg och rådjur, vilket kan ge negativa effekter på lövföryngringen (Angelstam et al 2003).

Arealen lövskog i Sverige har under de senaste decennierna ökat något och kommer troligtvis att öka ytterligare de kommande åren. Detta beror bland annat på igenväxning av odlingsmarker men också ett ökat intresse för lövskogsbruk (Mikusinski et al. 2003, muntligt Eriksson). Dock är det nödvändigt med bevarande av befintliga habitat samt en storskalig restaurering av habitatnätverk för att få en livskraftig population av vitryggig hackspett i Sverige (Angelstam et al. 2004).

Bevarandearbetet av vitryggig hackspett i Sverige

År 2005 upprättade Naturvårdsverket tillsammans med Svenska naturskyddsföreningen ett åtgärdsprogram för vitryggig hackspett och dess livsmiljöer.

Under åren 1996-1999 genomfördes ett större projekt, "White backed woodpecker and new nature reserves", finansierat av EU:s LIFE-fond, Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen. Arbetet syftade till att bevara, restaurera och nyskapa habitat för vitryggig hackspett. I projektet utsågs tio landskapsavsnitt i södra och mellersta Sverige, huvudsakligen i Dalsland/Värmland och kring nedre Dalälven. Inom dessa områden avses sammanlagt över 2100 hektar skyddas (de Jong & Lonnstad 2002).

I anslutning till projektet från 1996-1999 kan länsplanerna i åtgärdsprogrammet för vitryggig hackspett från 2005 nämnas. I länen som länsplanerna berör har ca. 15000 ha skogsmark karterats. Områdena har avgränsats utifrån påkostade flygbilder samt omfattande fältinventeringar. Planerna redovisar både storområden samt detaljkarterade kärnområden, behov av skydd och skötsel samt prioritering av insatser och vilka kompletteringar som behöver göras. Planerna är tänkta att fungera som underlag för arbetet att bevara vitryggig hackspett och övriga naturvärden i dessa artrika miljöer. Detta arbete har lett till skyddade områden i form av naturreservat, Natura 2000-områden, biotopskydd, nyttjanderättsavtal, naturvårdsavtal och frivilliga överenskommelser med stora och små markägare. Stora skogsbolag har även avsatt så kallade hundrahektarsytor och ekoparker till förmån för vitryggig hackspett. (Mild & Stighäll 2005)

Uppfödning och utsättning

SNF och djurparken Nordens Ark driver sedan 2003 ett avelsprojekt tillsammans för vitryggig hackspett. Enligt undersökningar skiljer sig inte svenska, norska, finska och baltiska vitryggar genetiskt, något som är viktigt för att få tillgång till genmaterial som liknar den svenska populationens så mycket som möjligt (Ellegren et al. 1999). SNF har tillstånd att hämta och föra in upp till 12 ungar per år till avelsanläggningen från Norge. Planen är att föda upp friska, starka vitryggiga hackspettar varpå utsättning sedan sker med ungfågglarna i de områden man finner bäst lämpade. På detta sätt ska risken för inavelsdepression minskas och en vild population återskapas. (Nilsson 2007)

Min undersökning – habitatmodellering på landskapsnivå

Med anledning av den vitryggiga hackspettens rumsligt stora revirkrav blir det otillräckligt att arbeta endast lokalt med naturvårdsåtgärder. Detta har man insett och arbetet enligt länsplanerna i åtgärdsprogrammet pågår för fullt. Metoderna som används i den storskaliga jakten på lämpliga habitat är dock både dyra och långsamma. Det finns inte heller en etablerad metod för att analysera mängd och rumsligt läge av lämpliga habitat i ett större regionalt perspektiv motsvarande artens krav på både individ- och populationsnivå. Denna studie syftar till att undersöka om GIS-modellering kan fylla kraven som relativt snabb och billig metod att ge planeringsunderlag för storskaligt naturvårdsarbete men som fortfarande håller hög kvalitet. I långsiktig naturvårdsplanering är det nödvändigt att veta vilka områden som är viktiga att spara även för framtida behov. Eftersom en jämn födotillgång är essentiell för att upprätthålla en livskraftig fågelstam ska metoden i denna studie även kunna ta med utvecklingsmiljöer i beräkningen.

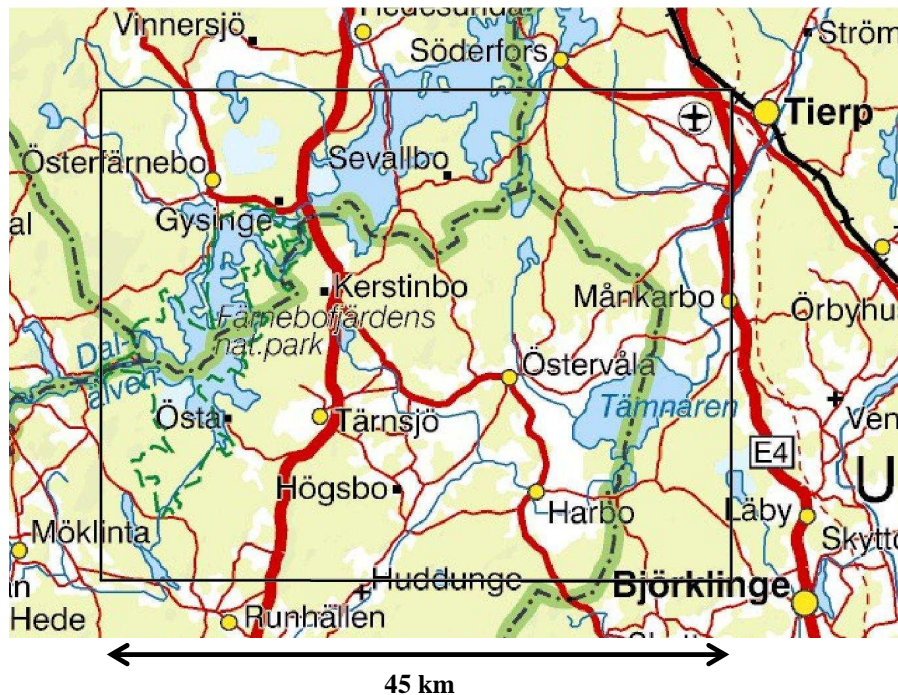
Jag har undersökt hur bra det går att sälla fram funktionella nätverk av lövskogshabitat, i detta fall för vitryggig hackspett, på landskapsskala från befintliga GIS-data. Jag har prövat möjligheten att använda habitatmodellering för att ta fram förslag på vilka områden som skall fokuseras vid naturvårdsarbete inriktat på vitryggig hackspett. Sedan jämförde jag resultaten med expertbaserade områdesförslag. För att jämföra habitatkvaliteten i de olika föreslagna områdena samlades data i fält. Jag har också undersökt vilka förutsättningar det finns för att på landskapsskala skapa funktionella habitat för vitryggig hackspett, idag och 30 år in i framtiden.

Metod & material

Upplägget i arbetet har varit följande:

1. Habitatmodellering nuläge. Modellering av GIS-data; habitat i dagsläget selekteras fram ur kNN-data och SMD.
2. Jämförelse av områden framtagna med GIS kontra områden som rekommenderats via expertbedömning.
3. Framskrivning. Hur kommer habitaterna utvecklas de kommande 30 åren?
4. Möte med praktiker. Redovisning och diskussion på länsstyrelsen med naturvårdsplanerare.

Studieområdet på ca. 15000 ha är beläget några mil norr om Uppsala, kring gränsen där Uppland, Gästrikland och Västmanland möts. Studieområdets "centrum" ligger mellan Färnebofjärdens nationalpark vid nedre Dalälven och sjön Tämna. Området är ett mosaikartat, flackt landskap med såväl jordbruk som skogsmark och gott om vattendrag och sankområden. Här har vitryggig hackspett varit vanligt förekommande fram på 1900-talet och häckande par fanns fortfarande på 1980-talet (Aulén 1988, muntligt Lötberg).



Figur 1. Karta med inramning över studieområdet (14632 ha). Källa Lantmäteriverket.

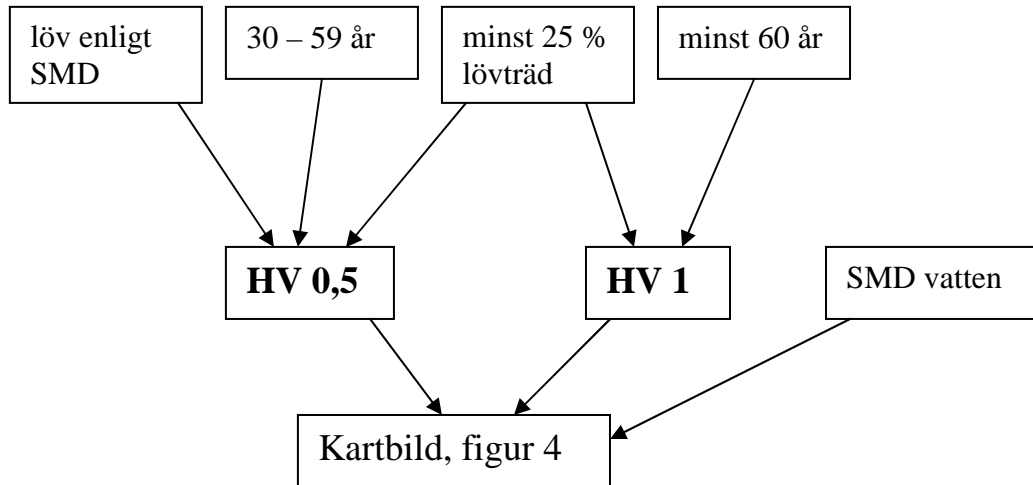
1. Habitatmodellering nuläge

Den här studien har antagit begreppen "lövrik skog" som skogar där lövandelen i den totala virkesvolymen är skattad till minst 25% virkesvolym enligt kNN-data (Reese et al. 2003) samt "lövskog" och "blandskog" enligt Svensk Marktäckedatas (SMD) definitioner för att ange vad som är god vitryggsbiotop. "Lövskog" och "blandskog" enligt SMD innebär att den totala krontäckningen är minst 30 % och att minst 25 % av krontäckningen består av löv (Lantmäteriverket 2003).

För att ytterligare precisera vad som kännetecknar en god vitryggsbiotop är skogen indelad i två klasser; "Mycket bra lövskog" är 60 år gammal eller äldre. "Ganska bra lövskog" är 30 till 60 år. Den räknas då som duglig men har inte hunnit utveckla de kvaliteter som äldre lövskog har. (Sveriges naturskyddsförening 2007)

I habitatmodelleringen selekterades möjlig habitatyta ut från SMD- och kNN-kartor. På beståndsnivå klassificerades möjlig habitatyta i två klasser; habitatvärde (HV) 1 (bäst) och habitatvärde 0,5 (dugligt), se figur 2. Detta kallas vidare i arbetet för "modell A", d.v.s. kartmodelleringen över dagsläget med ovan nämnda antaganden.

Material: ArcView 3.2a och 3.3, Geografiska Sverigedata: Svensk Marktäckedata (förkortas härmed SMD) och kNN Sverige (förkortas härmed kNN) över området 12H Söderfors i Lantmäteriets terrängkarta.



Figur 2. Klassificering på beståndsnivå, antaganden för resulterande kartbild (figur 4)

Landskapsnivå

För att definiera så kallade "hot-spots" på landskapsnivå användes verktyget "neighborhood statistics". Inställningarna 50*50 celler användes då det motsvarar att datorn söker av en 5*5 kilometer stor yta för varje cell och summerar ytans värden i cellen den utgick från. Ju högre summerat värde desto större mängd högkvalitativt habitatvärde finns. Dessa yttrar sig i form av mörkare partier på kartprojektion, där mörkare innebär tätare ansamling av HV1, se figur 5.

För mer detaljerad genomförandebeskrivning, se bilaga 2.

2. Jämförelse GIS mot expertbedömning

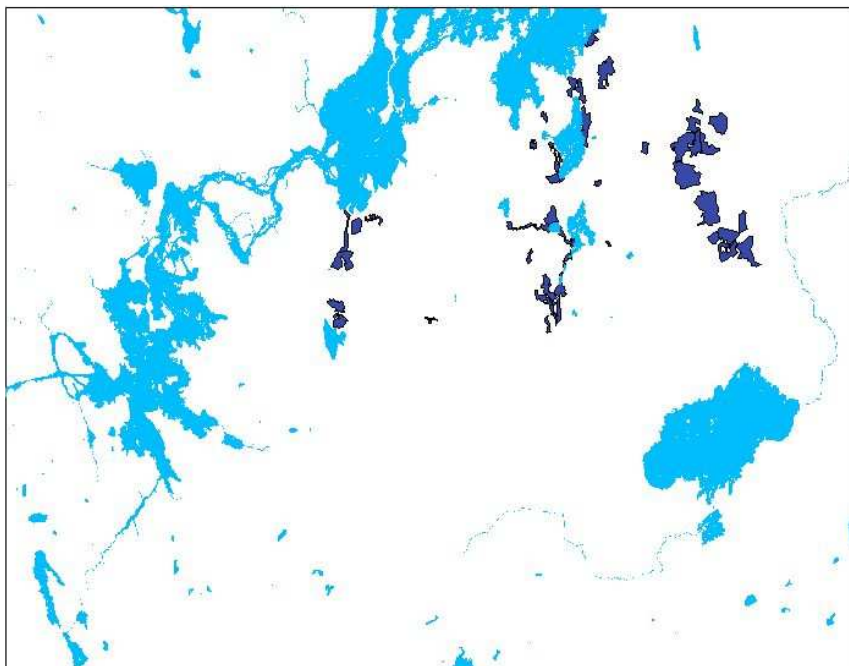
Ornitologen Ulrik Lötberg har inventerat en del av studieområdet till fots under närmare 20 års tid. Denna expertkunskap av markerna är intressant att jämföra och kvalitetsbedöma med områden som kartmodellerna definierat. Därför genomfördes en fältdel där punkter från både modell och Lötbergs rekommendationer jämfördes.

Material: ArcGIS 9.1, Geografiska Sverigedata: ortofoto, Arcview 3.3. Lantmäteriets terrängkarta 12 H Söderfors, Magellan GPS 315, relaskop, diameterband (måttband).

Punktutsättning

Från ornitologs rekommendationer

Genom att studera ortofoton över det aktuella området markerade Lötberg vad han ansåg vara bra vitryggshabitat, se figur 3. Dessa områden fick varsitt ID-nummer och beskrevs samt kvalitetsindelades utifrån Lötbergs erfarenhet. De sju största områdena valdes ut (de som hade en area större än 3 hektar) och i dessa slumpades 75 punkter ut för vidare fältarbete.



Figur 3. Bra vitryggighabitat i områden norr om Tämnaren enligt Ulrik Lötberg.

Från habitatmodellering

Från modell A (kartmodelleringen) valdes de områden ut där minst 50% av ytan hade HV 1. Av dessa valdes de största ut tills en totalyta uppmättes vilken motsvarade totalytan av Ulriks sju största rekommenderade områden. På dessa områden slumpades 80 punkter ut för vidare jämförelse med punkterna från Ulriks sju största rekommenderade områden. Kraven vid utslumpningen var att punkten ska befinna sig minst 50 m från gränsen (för att minimera yttre påverkan) och att det skall vara 100 m mellan punkterna (för att minimera risken att samma träd räknas flera gånger). Punkttätheten motsvarande ungefär 1 punkt per 3 hektar. De högkvalitativa områden som modelleringen hade utsett låg inte i samma skogsbestånd som de områden Lötberg hade pekat ut, varpå "A-punkterna" (från kartmodelleringen) respektive "U-punkterna" (från Ulrik Lötbergs rekommendationer) inte överlappade.

Fältarbetet

Från Arcview 3.3 avlästes koordinaterna för de olika punkterna och med hjälp av terrängkarta och GPS besöktes olika områden och punkter från modell A och Ulriks rekommendationer. Områdena beskrevs med hjälp av relaskop avseende på trädantal, trädstorlek och trädslagsblandning samt förekomst, storlek och utformning av död ved enligt bifogat protokoll (se bilaga 3). 27 A-punkter och 36 U-punkter besöktes.

Statistik, areaberäkningar

Kartor som visar förslag över var man skall prioritera naturvårdsinsatser blir mer informativa som underlag för planering om insatsernas förväntade effekt kan kvantifieras. Detta kan exempelvis uppnås genom att omvandla effektiv, funktionell habitatyta till potentiella antal häckande par. Detta gjordes genom att skapa en buffer på 2500 meter åt vardera håll från pixeln som buffern utgick från. Sedan valdes alla de små ytor som innehöll minst 10 % skog med HV1 och befann sig inom bufferområdet, varpå dessa småytors totala area summerades. Den totala arean som erhöles visade nu den funktionella habitatstorleken, förutsatt att vitryggig hackspett flyger 5 km vid födosök och godtar andelen 10 % habitat med HV1.

3. Framskrivning

Framtidsmodellerna skapades utifrån tre olika scenarier (skötselmetoder) av skogen från dagsläget.

- Scenario I. Allt behandlas som naturreservat, allt får utvecklas fritt.
- Scenario II. Spara identifierade naturvärden. Fri utveckling inom identifierade naturvärden (nationalpark, naturreservat, biotopskydd, naturvårdsavtal, NATURA 2000-områden, nyckelbiotoper, naturvärden), skogsbruk utanför med en lövminskning på 10 % vart 10:e år.
- Scenario III. Hårdare skogsbruk. Fri utveckling inom lagskyddade områden (nationalpark, naturreservat, biotopskydd, naturvårdsavtal), skogsbruk utanför med lövminskning på 10 % vart 10:e år

Från dessa antaganden undersöktes habitatområdenas status 10, 20 och 30 år fram i tiden.

Material: ArcView 3.2a och 3.3, Geografiska Sverigedata: SMD och kNN över området 12H Söderfors i Lantmäteriets terrängkarta.

För detaljerat genomförande, se bilaga 4.

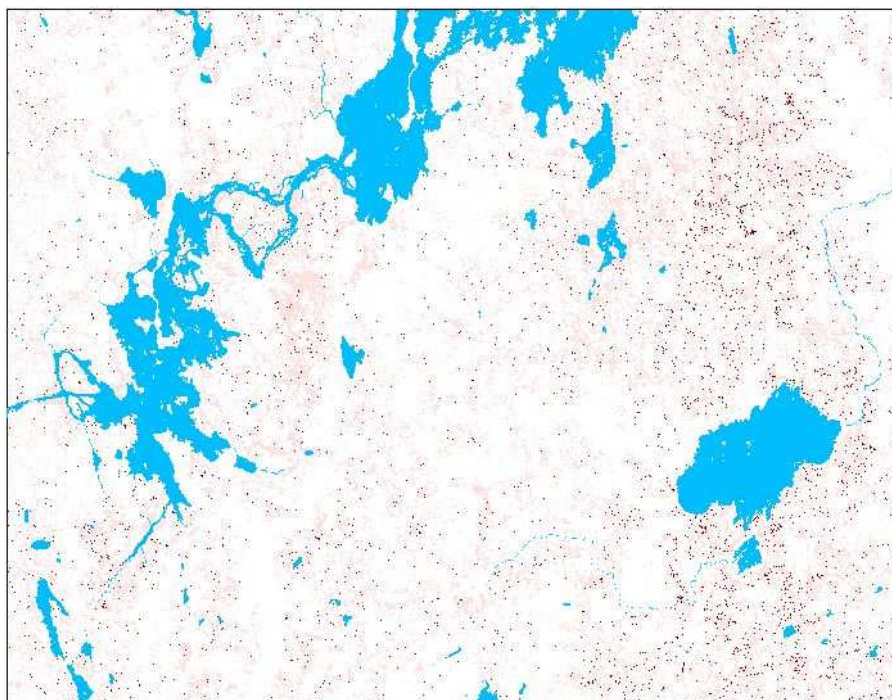
4. Möte med praktiker

Syftet med arbetet är att modelleringen ska fungera som hjälpmedel vid naturvårdsplanering. För att få en uppfattning av hur tillämpbar habitatmodellering från GIS-data är, redovisades resultaten den 4 december 2007 på Uppsalas länsstyrelse för en grupp professionella naturvårdsplanerare. Gruppen arbetar med naturvård i Tämnaområdet med omnejd (mitt undersökningsområde) med fokus på vitryggig hackspett och bestod av representanter från skogsstyrelsen, Svenska naturskyddsföreningen och Sveriges ornitologiska förening, Tierps kommunekolog, en naturreservatsbildare samt en koordinator för åtgärdsprogrammen för hotade arter från länsstyrelsen i Uppsala.

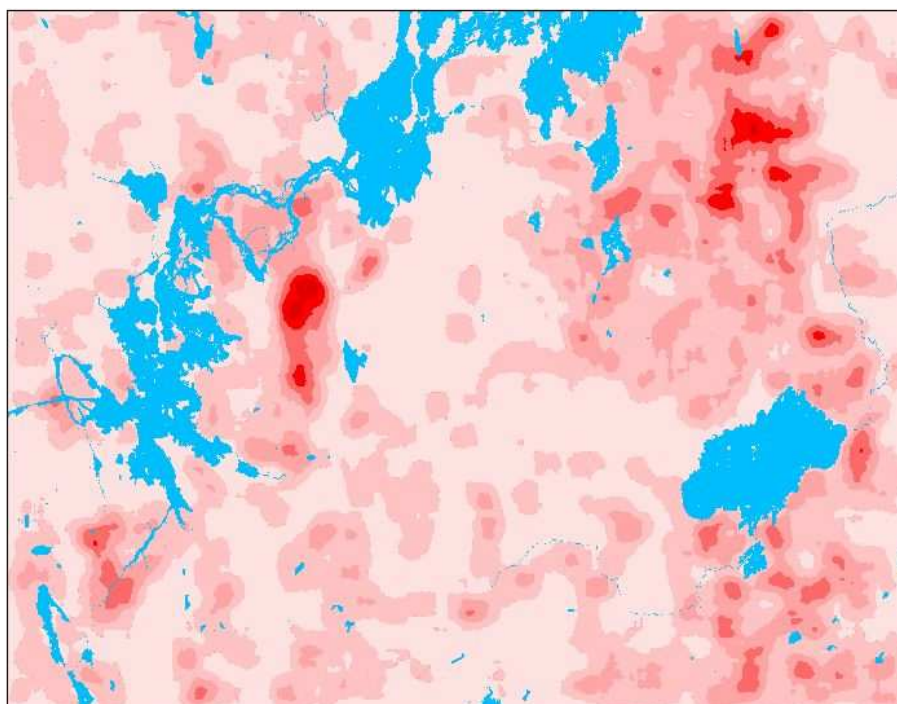
Resultat

1. Habitatmodellering nuläge

Habitatmodelleringen har resulterat i två typer av kartor. En karta visar habitat på beståndsnivå (varje pixel är 25*25 m) vars data är viktig för vidare beräkningar (Figur 4). Den andra typen är en mer överskådlig karta på landskapsnivå som lämpar sig som planeringsunderlag, då områden med större täthet av högkvalitativt habitat utifrån modelleringen framträder tydligare i form av så kallade "hotspots" (Figur 5).



Figur 4. Beståndsnivå dagsläge (modell A) *HV 1 = mörkröd HV 0,5 = rosa*

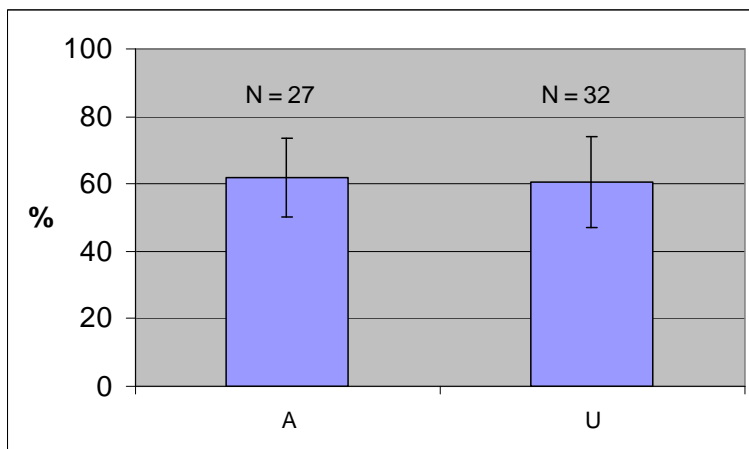


Figur 5. Landskapsnivå dagsläge (modell A) med "hotspots". Färgintensiteten beskriver koncentrationen av HV1.

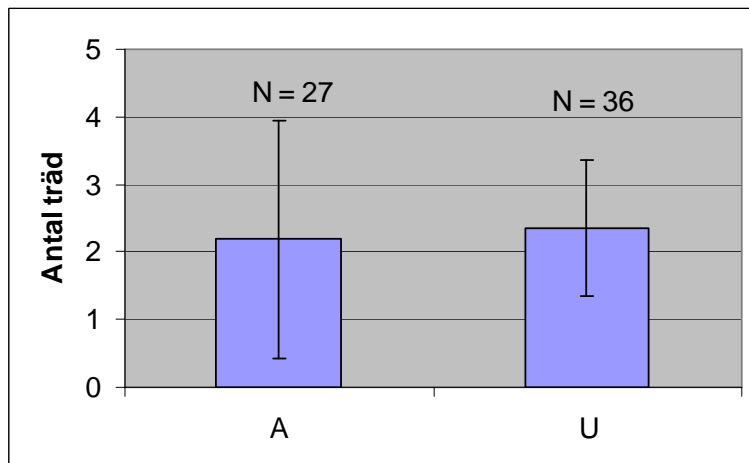
2. Jämförelse GIS mot expertbedömning

I nedanstående figurer visar A-staplarna medelvärden från punkter som togs fram via kartmodellering, medan U-stapeln visar medelvärden från de punkter som togs fram från ornitologen Ulrik Lötbergs rekommendationer. Alla felstaplar visar 95 % konfidensintervall.

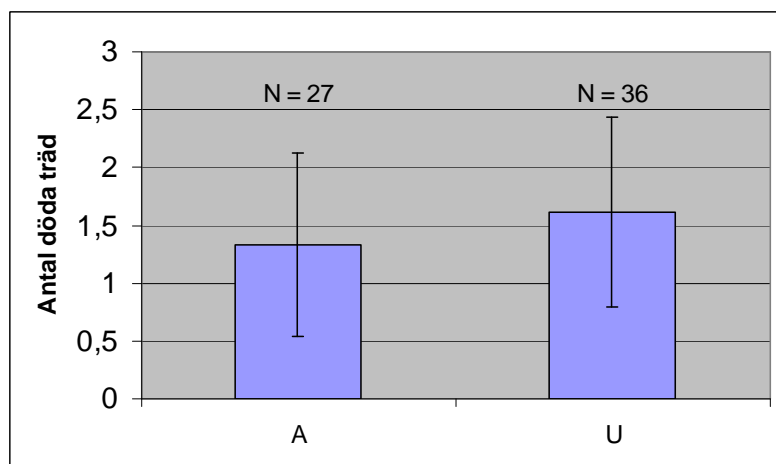
Figur 6 visar att det inte finns någon signifikant skillnad mellan A-punkterna och U-punkterna i andelen löv (t-testet "två sample antar olika varianser" gav P-värdet = 0,873 och T-värdet = 2,002 av observationerna $N_A = 27$, $N_U = 32$). Det är heller inte någon signifikant skillnad mellan A-punkterna och U-punkterna i grundytan löv över 30 cm, d.v.s. den genomsnittliga mängden lövträd med en stamgrovlek på över 30 cm i diameter i brösthöjd (t-test gav P-värdet = 0,620 och T-värdet = 2,017 av observationerna $N_A = 27$, $N_U = 36$) (Figur 7). Inte heller i förekomsten av död ved erhöles en signifikant skillnad mellan A-punkterna och U-punkterna (t-test gav P-värdet = 0,859 och T-värdet = 2,000 av observationerna $N_A = 27$, $N_U = 32$) (Figur 8).



Figur 6. Andel lövträd på punkterna.



Figur 7. Genomsnittlig mängd lövträd med en stamgrovlek på över 30 cm i diameter i brösthöjd.



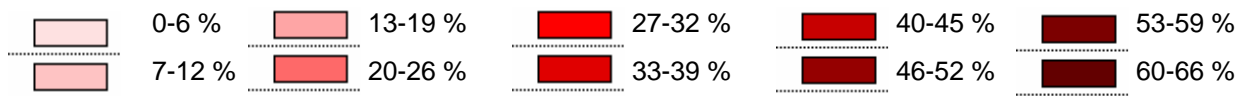
Figur 8. Genomsnittlig mängd död ved

3. Framskrivning

Framskrivningen av skogen enligt de tre olika scenarierna visar att mängden habitat, både funktionellt och totalt, ökar med tiden (se figur 12). Andelen funktionellt habitat ökar även den med tiden, d.v.s. att mer av den totala habitatytan tas i anspråk (se figur 13). Även kvaliteten i habitatområdena ökar med tiden (se figur 14). Scenario I ger den största ökningen av habitat och även den största kvalitetsförbättringen inom habitatområdena. Framskrivningen visar också att det knappt är någon skillnad i tillväxt och förbättring av habitat mellan scenario II och scenario III.

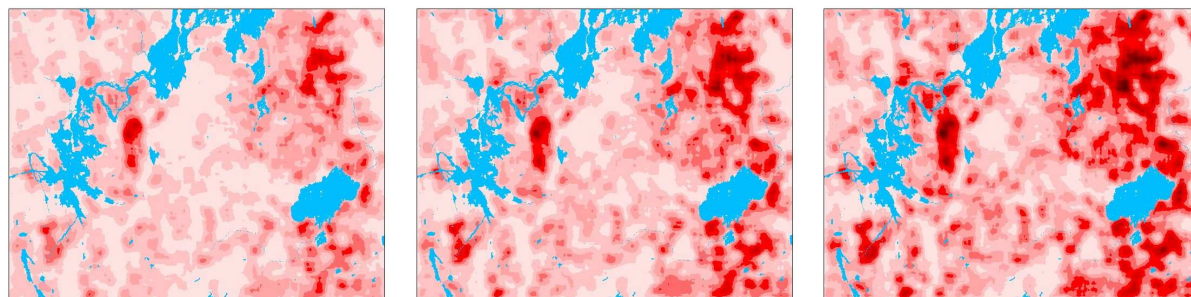
Kartresultat

Nedanstående figurer visar hur skogen kan komma att utvecklas under de kommande 30 åren enligt 3 olika scenarion under olika skötselmetoder.



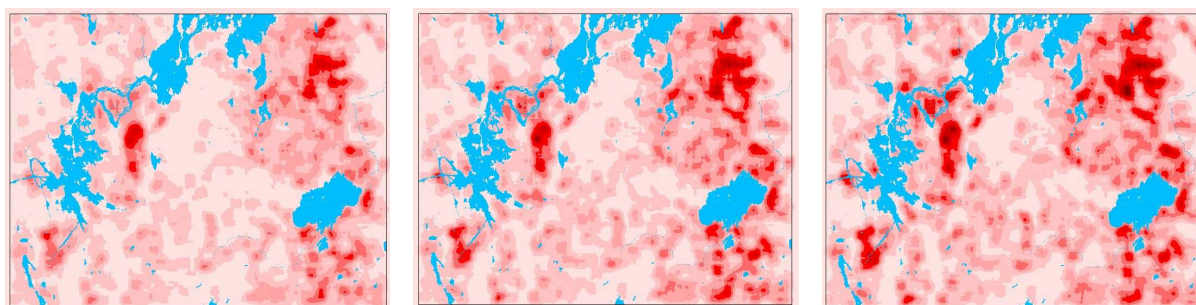
Procentsatsen anger halten av 1:a klassigt habitat (HV1).

Scenario I. (allt har fri utveckling)



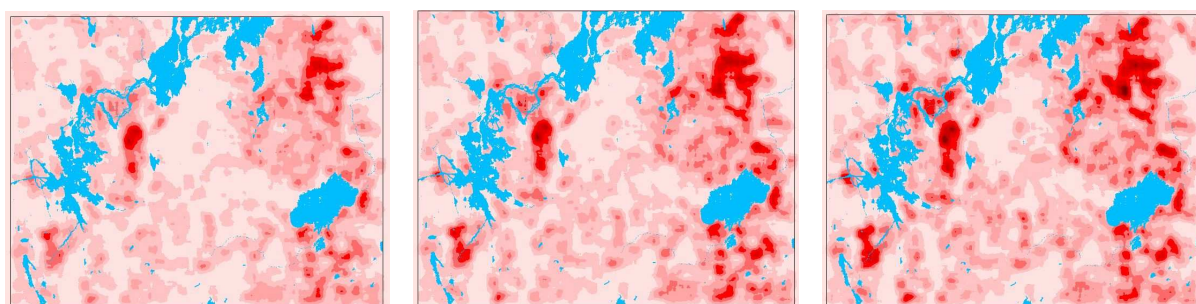
Figur 9. Utveckling av habitat enligt scenario I. Kartan till vänster visar utvecklingen om 10 år, mittenkartan visar utvecklingen om 20 år och kartan till höger visar utvecklingen om 30 år.

Scenario II. (spara allt med identifierat naturvärde)



Figur 10. Utveckling av habitat enligt scenario II. Kartan till vänster visar utvecklingen om 10 år, mittenkartan visar utvecklingen om 20 år och kartan till höger visar utvecklingen om 30 år.

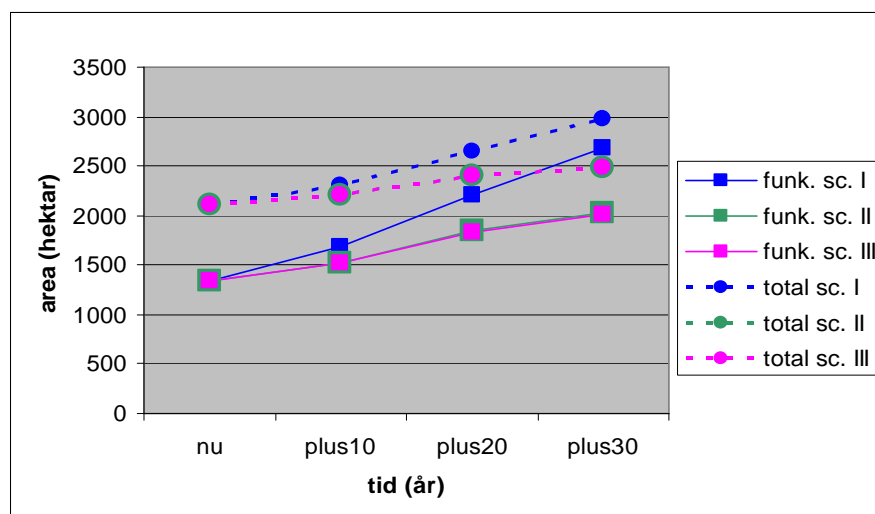
Scenario III. (hårdare skogsbruk, endast lagskyddat sparas)



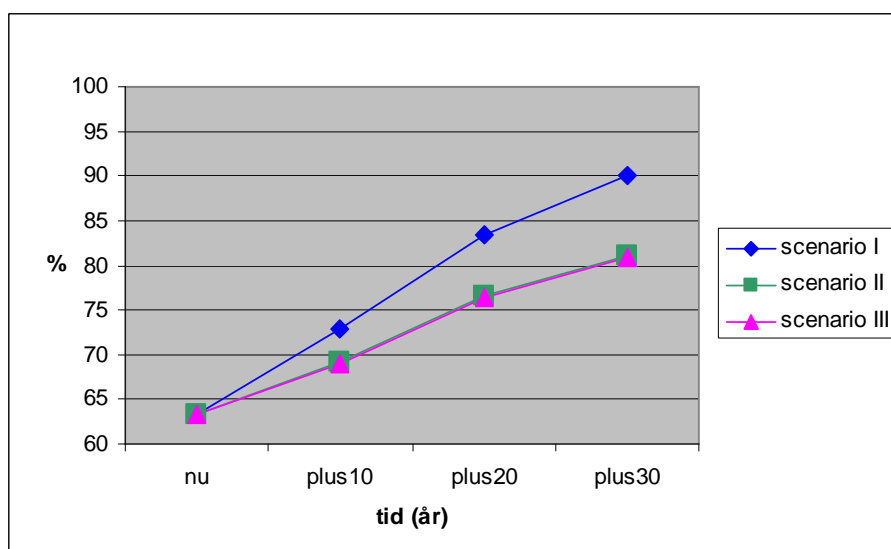
Figur 11. Utveckling av habitat enligt scenario III. Kartan till vänster visar utvecklingen om 10 år, mittenkartan visar utvecklingen om 20 år och kartan till höger visar utvecklingen om 30 år.

Statistik

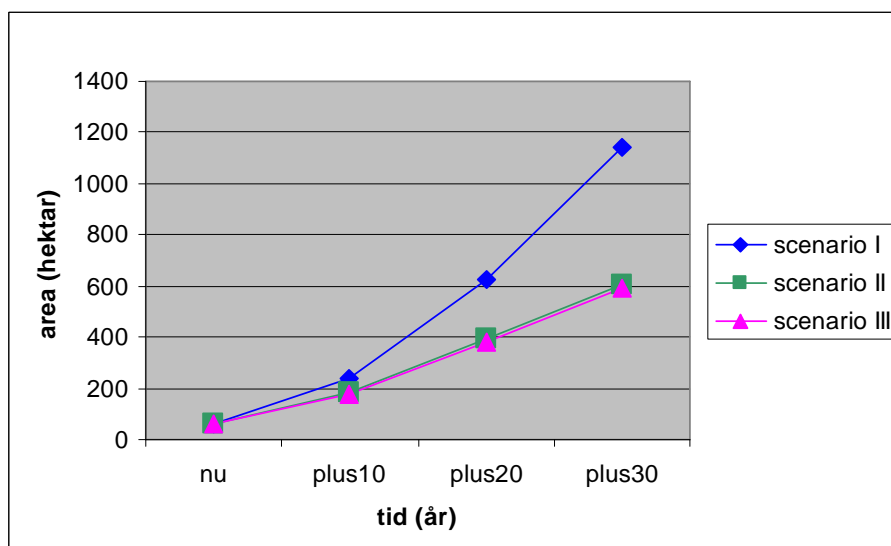
Den här studien förutsätter att ett häckande par av vitryggig hackspett behöver och tillgodogör sig 100 ha funktionellt (effektivt) habitat (Carlson 2000, Manton et al 2005). Statistiken visar då att 13 par har tillräckligt med habitat för att leva och häcka i nuläget inom undersökningsområdet på 14632 ha. Arean habitat ökar över tiden och om 30 år finns habitat åt 20 par enligt både scenario II och III. Enligt scenario I finns habitat för minst 26 par om 30 år.



Figur 12. Funktionell habitattyta, d.v.s. totala arean av habitat på de områden som innehåller minst 10 % HV1 samt befinner sig inom 5 km till nästa område med samma antagande. Total habitattyta, d.v.s. totala arean av allt habitat av både HV 1 och HV 0,5 oavsett läge.



Figur 13. Utvecklingen av andelen funktionellt habitat av den totala habitattytan.



Figur 14. Arealen av HV1-bestånd inom de funktionella områdena.

4. Möte med praktiker

Från redovisningen för gruppen professionella naturvårdsplanerare framkom det att de var positiva inför själva arbetsmetoden som sådan, men hade synpunkter på att mina resultat är skeva. De skulle inte prioritera de områden som i mina resultat visas i form av så kallade "hotspots" för dagsläget. Den starkaste reaktionen var att områden nära vatten är gravt underskattade i modelleringen, de borde ha ett mycket högre värde än vad färgen på kartorna motsvarar. Enligt dem visade resultatbilderna även hotspots i djup skog, något som inte motsvarar habitat för vitryggig hackspett som prefererar öppnare (och soligare) ytor. De ansåg även att 5 km födosöksradie är för stor, och ville minska antagandet till 1-2 km. Gruppen var slutligen skeptisk till att lövområden skulle utvecklas enligt min framskrivning under fri utveckling. Utan någon form av skötsel skulle lövområdena till stor del kvävas av gran inom 30 år. Däremot accepterade de min prognos om man lägger till undanhållning av barr.

Diskussion

1. Habitatmodellering nuläge

Habitatmodellering som jag har använt i min studie är en tillämpbar metod som kan få fram planeringsunderlag inom naturvården relativt snabbt och billigt. En fördel är att stora områden kan analyseras med användning av befintliga data. En annan fördel är att metoden använder arternas kvantitativa krav som mått på funktionaliteten av habitat i landskapet. Flera studier har visat att den typen av insats kan ge mycket användbara underlag i planeringen (Edenius & Mikusinski 2006). Naturligtvis är planeringsunderlagets kvalitet beroende av vilken indata man använder i modellen. Manton et al. (2005) visade att olika dataunderlag som används i habitatmodellering kan leda till mycket olika resultat. kNN-Sverige innehåller uppgifter om ålder, höjd, trädslag och virkesförråd för landets skogsmark. Materialet har tagits fram genom en samarbetning av satellitbilder och fältdata från Riksskogstaxeringen. Dessvärre innehåller kNN en del felaktigheter, speciellt när det gäller skogsålder i gamla skogsbestånd liksom förekomsten av sällsynta skogstyper som lövrika skogar (Reese et al. 2003).

Habitatmodellering erbjuder stora möjligheter till anpassning för det man undersöker. Till exempel kan man bestämma hur stor vikt närheten till vatten eller öppna ytor har. Eftersom modelleringen sker i många steg är det lätt att det sker misstag som kan leda till stora felaktigheter eftersom felet fortplantar sig vidare i alla steg i analysen. Man kan göra en manual eller ett program av modelleringen för att göra den lättare att utföra och mer upprepningsbar.

De visuella planeringsunderlagen som skapas (kartor med "hotspots") erhålls genom "neighborhood statistics"-uträkningar där datorn söker av en storleksangiven yta och summerar dess värde i varje cell sökningen utgår från. Med den framskrivna datan för lövskog som tagits fram i detta arbete skulle man kunna utföra neighborhood statistics-uträkningen för vitryggig hackspett parallellt med t.ex. mindre hackspett som har lägre arealkrav men som också är knuten till liknande livsmiljöer. På så sätt utvidgar man användningen av metoden, helt i linje med åtgärdsprogrammet för vitryggig hackspett som också omfattar en mängd andra arter vilka också är lövskogsberoende. Ytterligare en variant av modelleringen skulle vara att man ökar habitatvärdet av lövrika strandskogar som brukar innehålla mer död ved och även mer intressant trädslagsblandning utifrån vitryggig hackspetts perspektiv. Ännu en möjlighet skulle vara att i rumslig modellering använda den så kallade MLA-metoden ("Minimum Linked Areas") istället för "neighborhood statistics" (Gurnell et al. 2002), som verkar vara bättre anpassad till att hantera lineära habitatelement.

2. Jämförelse GIS mot expertbedömning

Fältjämförelsen visade att det inte var någon signifikant skillnad mellan de platser som tagits ut via habitatmodellering och de platser som ornitologen med bra lokal kännedom rekommenderat. Det visar att habitatmodellering fungerar bra som metod gentemot fältinventering. Jämförelsen skedde med hjälp av relaskopering och för jämförelse mellan platser fungerar relaskopering bra. Däremot kan enkel relaskopering, som jag använde mig av, missa de finare kvalitativa skillnaderna samt mycket av helhetsintrycket på en plats. Det fungerar heller inte bra i hög markvegetation då liggande död ved inte syns. För att mer noggrant bedöma skillnader mellan kartmodellering och fältinventering behöver flera inventeringspunkter och lite mer ingående mätningar på kvaliteten av död ved göras.

3. Framskrivning

Enligt framskrivningen kan uppemot 26 häckande par vitryggig hackspett hitta tillfredsställande revir inom de närmaste 30 åren. I nuläget kan området hysa 13 par enligt modelleringen. Det innebär att utsättning av vitryggig hackspett är meningsfull inom undersökningsområdet i fråga om habitatkrav. Dock kan andra faktorer vara anledning till att utsättningar misslyckas. Ett av delmålen i åtgärdsprogrammet för vitryggig hackspett är minst 100 reproducerande par år 2050. Enligt modelleringen kan studieområdet ge livsmiljö åt endast en fjärdedel av dessa par om 30 år, förutsatt att allt behandlas som naturreservat till den vitryggiga hackspettens fördel. Skall en livskraftig population återetableras i mellansverige krävs en betydligt större mängd lövrika områden med död ved eller en mycket högre kvalitet av befintliga livsmiljöer (Angelstam et al. 2004). Studieområdet, även om det innehåller relativt mycket lövskog i ett svenskt perspektiv, är som helhet mycket fattigare på vitryggshabitat än andra områden i Europa med livskraftiga populationer. Som jämförelse kan nationalparken Bialowieza i nord-östra Polen nämnas. I vissa områden häckade ca. 0,6 par av vitryggig hackspett per 100 ha skog (Wesolowski 1995) vilket visar skogens höga kvalitet. Också den norska populationen av arten som skattas till 1800 par (Stenberg 2004) har tillgång till mycket fler högkvalitativa livsmiljöer. Detta tyder på att återskapning av en livskraftig population i Sverige kommer att vara en lång process som kommer att kräva stora insatser i skogslandskapet.

Eftersom konventionellt skogsbruk bedrivs på de ytor som inte sparas i scenario II och III, känns det rimligt att anta en minskning av andelen lövträd över tiden med tanke på röjning och gallring. Det skulle vara alltför komplicerat att räkna ut en verklig tillväxt på löv i studieområdet på grund av heterogeniteten i bonitet, växtlighet, brukare och skötsel. Intresset för löv har under de senaste decennierna ökat och ökar vidare, samtidigt som det är gängse bruk att vid varje röjning och gallring ta bort så mycket som 80 % av befintligt löv i växande granbestånd. Vidare kan det antas att den totala volymen löv inte förändras mycket över tiden då många klena lövträd ersätts av få grövre. För att illustrera att något ändå händer med andelen lövträd över tiden, har en minskning av löv på 10 % vart 10:e år antagits i studiens modell. Denna siffra går naturligtvis att ändra efter önskemål i vidare tillämpning av modellen. (muntligt Eriksson, Mikusinski)

Framskrivningen visar även att det inte är någon skillnad i utvecklingen av habitat mellan scenario II och scenario III, d.v.s. mellan skog där allt identifierat naturvärde sparas mot att endast lagskyddade naturvärden sparas orörda. Den sammanlagda ytan med identifierade naturvärden såsom Natura 2000-områden och nyckelbiotoper är alltså mycket liten, åtminstone inom områden som modelleringen tagit fram som hotspots. Resultaten tyder på att det behövs mer insatser i produktionsskogar eller så behöver många fler naturvårdsavtal etableras i området för att det ska ske någon märkbar utveckling av habitat. Främst behöver andelen lövträd och mängden död ved av löv öka. Man behöver alltså spara mycket mer löv i produktionsskogen än idag, och för att snabbt öka mängden död ved kan man t.ex. ringbarka löv. Dock är ringbarkning av lövträd en nödåtgärd och kan inte kompensera bristen på stora, självdöende lövträd i skogen (Aulén 1991).

4. Möte med praktiker

Detta examensarbete erbjuder en metod till storskalig naturvårdsplanering om vilka områden som bör prioriteras vid bildande av olika skydd. I mötet med naturvårdsplanerarna bemöttes metoden med habitamodellering av GIS-data mycket positivt även om de var skeptiska till mina resultat. Förmodligen kan den här metoden leda till fullt tillämpbara underlag om experterna får bestämma vilken indata de vill ha med och hur modelleringen ska ske. Mycket

av styrkan med modelleringen är förmågan till anpassning och flexibilitet. I fallet med vitryggig hackspett skulle man t.ex. efter rådet från ornitolog Lötberg, kunna låta strandnära skog få ett högre värde då den miljön har visat sig prefererad (Aulén 1988, muntligt Lötberg).

Kvaliteten på datan man för in bestämmer också resultatets kvalitet. Är kNN-data och Svensk Marktäckedata tillräckliga för att selektera ut verklighetstroga habitat? En svaghet är att de kanske inte uppdateras tillräckligt ofta. Kortvariga men ändå värdefulla miljöer såsom hyggen och brandfält kan lätt försvinna innan kNN-datan och SMD har uppdaterats. Både brandfält och hyggen har dokumenterat stor betydelse för vitryggig hackspett (Mild & Stighäll 2005).

Slutsats

Kartmodellering är ett viktigt komplement i naturvårdsplanering. Metoder som granskning av ortofoton och av leta efter habitat till fots kräver stora insatser och tar lång tid. Traditionellt skogsskydd bortser från potentiella framtida miljöer; utvecklingsmiljöer för vitryggig hackspett såsom unga lövområden och hyggen finns inte med i prioriterade områden för skogsskydd (muntligt Amnéus Mattisson). För att erhålla ett hållbart långsiktigt bevarandearbete av vitryggig hackspett och alla andra arter som samtidigt gynnas, räcker det inte att endast söka upp och spara gammal asp. Man måste blicka över fler utvägar, se över dagens möjligheter men också bygga upp skyddade miljöer för framtida behov. Det behöver skapas habitat med ett jämt flöde av lövträd i alla ålderstadiet och förmultningsgrader. Även utveckling av livsmiljöer för arter som antas skyddas av paraplyfunktion av vitryggig hackspett borde kontrolleras. Detta bör ske i form av systematisk naturvårdsplanering som integrerar de olika insatserna i naturvården (Mikusinski et al 2007). Kartmodellering kommer in som en del i processen att effektivt söka upp habitat, planera, och tillämpa naturvårdsåtgärder för vitryggig hackspett, fågeln som representerar en hel biotop!

Tack

Grzegorz Mikusinski - för handledning och engagemang
Eva Amnéus Mattison - för orubbligt stöd och hjälp genom arbetet
Ulrik Lötberg - för insats, råd och engagemang
Göran Adelsköld på SLU - för GIS-data
Johan Månsson på SLU - för hjälp med extentioner i krissituationer

Och alla ni andra som har bistått mig och gjort detta examensarbete möjligt!

Referenser

- Angelstam P., Roberge J.-M., Lohmus A., Bergmanis M., Brazaitis G., Dönz-Breuss M., Edenius L., Kosinski Z., Kurlavicius P., Larmanis V., Lukins M., Mikusinski G., Racinskis E., Strazds M., Tryjanowski P., 2004. *Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation - a review of parameters for focal forest birds*. Ecological Bulletins 51: 427-453
- Angelstam, P., Andersson, K. & Törnblom, J., 2003. *Klöviltets effekter på lövskogens biologiska mångfald*. Naturvårdsverket, Stockholm
- Aulén, G. 1988. *Ecology and distribution of white-backed woodpecker (Dendrocopos leucotos) in Sweden*. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Department of Wildlife Ecology, Report 14. Uppsala, Sweden. ISBN 91-576-3340-1.
- Aulén, G. 1991. *Increasing insect abundance by killing deciduous trees – a method of improving the food situation for endangered woodpeckers*. Holarctic Ecology 14 (1): 68-80
- Carlson, A. 2000. *The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the White-backed Woodpecker (Dendrocopos leucotos)*. Forest Ecology and Management 131: 215-221
- Edenius, L. & Mikusiński, G. 2006. *Utility of habitat suitability models as biodiversity assessment tools in forest management*. Scandinavian Journal of Forest Research. 21 (Suppl. 7): 62-72.
- Ellegren, H., Carlson, A. & Stenberg, I., 1999. *Genetic structure and variability of white-backed woodpecker (Dendrocopos leucotos) populations in northern Europe*. Hereditas 130: 291-299
- Grimfoot, M. (2004). *Finns det livsmiljöer för vitryggig hackspett (Dendrocopos leucotos) i Örebro län?* Länsstyrelsen i Örebro län, publ. nr 2004:14
- Gurnell, J., Clark, M. J., Lurz, P. W. W., Shirley, M. D. F. & Rushton, S. P. 2002. *Conserving red squirrels Sciurus vulgaris: Mapping and forecasting habitat suitability using a Geographic Information Systems approach*. Biological Conservation 105, 53-64.
- Gärdenfors, U. (red), 2000. *Rödlistade arter i Sverige- The 2000 Red List of Swedish Species*. ArtDatabanken, SLU, Uppsala
- de Jong, J. & Lonnstad, J., 2002. *White backed woodpecker landscapes and new nature reserves*. Skogsstyrelsen, Jönköping
- Lantmäteriverket 2003. Svenska CORINE Marktäckedata, bilaga 1 *Nomenklatur och klassdefinitioner*.
- Linder, P. & Östlund, L., 1992. *Förändringar i norra Sveriges skogar 1870-1991*. Svensk Botanisk Tidskrift 86(3): 199-215

- Manton et al 2005. *Modelling habitat suitability for deciduous forest focal species - a sensitivity analysis using different satellite land cover data*. Landscape Ecology (2005) 20: 827-839
- Martikainen P., Kaila L., Haila Y. 1998. *Threatened beetles in White-backed Woodpecker habitats*. Conservation Biology 12 (2): 293-301
- Mikusinski G., Angelstam P., Sporrang U. 2003. *Distribution of deciduous stands in villages located in coniferous forest landscapes in Sweden*. Ambio 32:520-526.
- Mikusiński, G., Pressey, R. L., Edenius, L., Kujala, H., Moilanen, A., Niemelä, J., & Ranius, T. 2007. *Conservation Planning in Forest Landscapes of Fennoscandia and an Approach to the Challenge of Countdown 2010*. Conservation Biology 21:1445-1454.
- Mild, K. & Stighäll, K. 2005. *Åtgärdsprogram för bevarande av vittryggig hackspett (Dendrocopos leucotos) och dess livsmiljöer*. Naturvårdsverket, rapport 5486. ISBN 91-620-5486-4
- Nilsson, H. 2007. *Inventering av biotoper för vittryggig hackspett (Dendrocopos leucotos) vid nedre Dalälven*. Examensarbete 20 poäng, Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap, Umeå universitet.
- Reese H., Nilsson M., Granqvist Pahlén T., Hagner O., Joyce S., Tingelöf U., Egberth M., Olsson H. 2003. *Countrywide estimates of forest variables using satellite data and field data from the national forest inventory*. Ambio 32:542-548.
- Roberge, J-M. 2006. *Umbrella Species as a Conservation Planning Tool*. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences, Department of Conservation Biology, Doctoral Thesis No. 2006:84. Uppsala, Sweden. ISBN 91-576-7133-8.
- Stenberg, I., 1998. *Habitat selection, reproduction and survival in the White-backed woodpecker Dendrocopos leucotos*. Doktorsavhandling. Trondheim
- Stenberg, I. 1990. *Preliminary results of a study on woodpeckers in Møre and Romsdal county, Western Norway*. - Carlson, A. & Aulen, G. (eds.), Conservation and management of woodpecker populations. Swedish Univ. of Agric. Sciences, Dept. of Wildl. Ecol., Report 17: 67-79. Uppsala.
- Stenberg, I. 2004. *Status and distribution of the White-backed Woodpecker Dendrocopos leucotos in Norway [Bestandsestimat og utbreiing av kvitryggspett Dendrocopos leucotos i Noreg]*. Ornis Norvegica, 27 (2): 94-105.
- Sveriges naturskyddsföreningen. 2007. <http://www.snf.se/verksamhet/djur-natur/proj-vitrygg/vitryggens-val.htm> (2007-08-15)
- Wesolowski, T. 1995. *Ecology and behaviour of white-backed woodpecker (Dendrocopos leucotos) in a primaeval temperate forest (Bialowieza National Park, Poland)*. Vogelwarte, 39 (2): 61-75.

Muntliga referenser

Eva Amnéus Mattisson, kommunekolog, Tierps kommun (2007).

Grzegorz Mikusinski, forskare, Grimsö forskningsstation (2007).

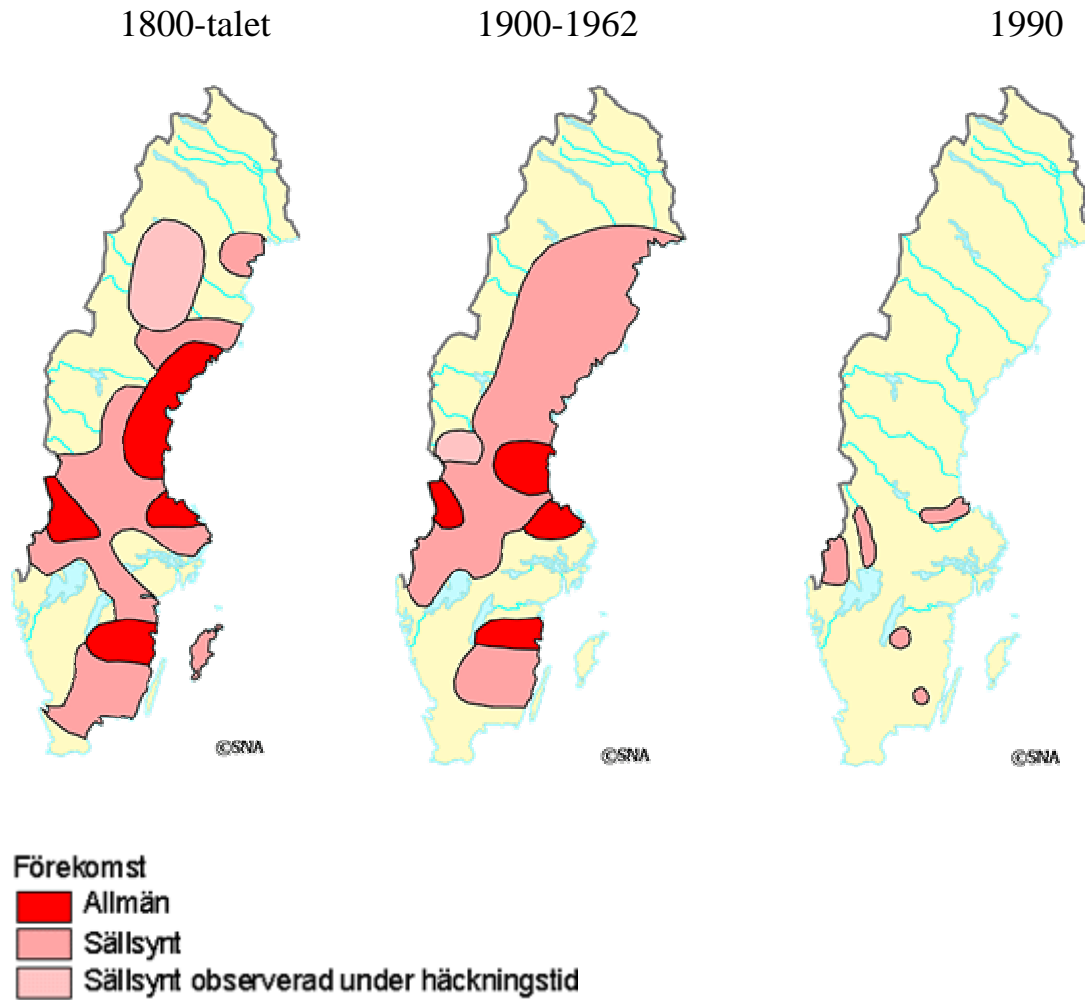
Leif Eriksson, rådgivare, Sala lokalkontor, Skogsstyrelsen (2007).

Ulrik Lötberg, ideell ornitolog (2007).

Bilaga 1.

Ur Sveriges Nationalatlas/Miljön.

Förekomst Vittryggig hackspett



Bilaga 2.

Genomförande kartmodellering, bestånds- och landskapsnivå.

Klassificering på beståndsnivå

Antaganden modell A (mindre krav):

lövtätheten $\geq 25\%$ av skogen.

HV 0,5 (dugligt): skog som är 30-60 år gammal enligt kNN samt lövskog enligt SMD*

HV 1 (bäst): skog som är ≥ 60 år enligt kNN.

*Lövskog och blandskog enligt SMD innebär att den totala krontäckningen minst är 30 % och att minst 25 % av krontäckningen består av löv.

Generellt antagande: Alla nya skikt som bildas konverteras till grid-data för att kunna bearbetas vidare.

För att skapa modell A i dataprogrammet Arcview 3.3 utfördes följande:

För att visa skog som är 60 år eller äldre importerades skiktet kNN_alder. Detta modifierades till ett nytt skikt med hjälp av funktionen **(knn_alder) ≥ 60** i Arcview 3.3s verktyg *Map Calculator*. Det nya skiktet fick namnet Over60yr.

För att visa skog som är 30-60 år modifierades skiktet kNN_alder. Med hjälp av funktionerna **(knn_alder) ≥ 30** och **(knn_alder) < 60** bildades två nya skikt vilka slogs samman med hjälp av funktionen **(nya skiktet1)*(nya skiktet 2)** och fick namnet 30_59yr.

Bara skog som innehåller 25 % löv eller mer är relevant.

För att sälla fram detta importerades knn_v_bjork, knn_v_ek och knn_v_ovrlov. Dessa lades samman i *Map Calculator* med formeln **(knn_v_bjork)+(knn_v_ek)+(knn_v_ovrlov)** och fick namnet Alldec.

För att få fram proportionen löv i kNN-datan importerades skiktet knn_v_totalt. Detta användes sedan för att skapa ett nytt skikt med namnet Propdec med hjälp av funktionen **(alldec).float/(knn_v_totalt).float**.

För att sedan endast visa löv som är 25 % eller tätare av skogen utfördes funktionen **(propdec) ≥ 25** . Det nya skiktet som bildades fick namnet 25decrich.

I modell A; HV 0,5 ingick även lövskog enligt SMD. För att skapa skiktet Dec_smd som innehöll lövskog och blandskog enligt SMD (total krontäckning 30 %, minst 25 % av krontäckningen består av löv) gjordes följande:

Smd_pixel importerades. Värdena 40, 41, 42, 48, 49, 50 markerades vilka var koder i SMD:s system (se SMD_8-bitskoder) och motsvarades av:

3.1.1.1, lövskog, ej på myr eller berg-i-dagen

3.1.1.2, lövskog på myr

3.1.1.3, lövskog på berg-i-dagen

3.1.3.1, blandskog, ej på myr eller berg-i-dagen

3.1.3.2, blandskog på myr

3.1.3.3, blandskog på berg-i-dagen

För att till slut skapa skiktet med namnet Dec_smd utfördes funktionen **(smd_pixel) ≥ 40** .

Så för att slutligen uppfylla modell A: lövtätheten ≥ 25 % av skogen. och HV 1: skog som är ≥ 60 år enligt kNN skapas skiktet "25dec_over60yr" med funktionen **(25decrich)*(over60yr)**.

För att visa skog som enligt A-modellen har HV 0,5 får man slå samman både skog enligt kNN som är 30-59 år och lövskog enligt SMD. Dessutom ska hela det nyskapade skiktet ges värde 0,5. För att åstadkomma detta används formeln **(25decrich)*(30_59yr)**. Det nya skiktet ges värde 1 och får namnet 25dec30_59yr1. Sedan drar man nytta av verktyget *Merge* och slår på så sätt samman (25dec30_59yr1) och (dec_smd). Det nya skikt som bildas av detta ges namnet knn30_59+smd. För att ge hela det nya sammanslagna skiktet värde 0,5 ordnas detta i *Map Calculator* genom funktionen **(knn30_59+smd)*0,5**.

Nu har alla förutsättningar skapats för att tillverka det slutgiltiga skikt som visar skog enligt modell A, habitatvärde 1 och 0,5.

Skiktet "stand_Amodel" skapas genom *Merge* där (25dec60yr) slås samman med (knn_30_59+smd0,5).

Landskapsnivå med "hotspots"

För att skapa en landskapsnivå med "hotspots" i dataprogrammet Arcview 3.3 utfördes följande:

För att spara tid då alla neighborhood statistics-uträkningar skulle ta ganska lång tid att genomföra i grundinställningarna, aggregerades cellerna 4 och 4. I aggregeringsverktyget valdes "sum" för att underlätta senare uträkningar med cellernas värden.

I "Analysis" valdes sedan verktyget Neighborhood Statistics med inställningarna "sum", "rectangle" och 50*50 celler eftersom en cellsida i.o.m. aggregeringen nu är 100 m och $100\text{m} \times 50 = 5 \text{ km}$ vilket är födosöksradien som antagits.

Resultatet konverteras till grid-data, dess värden delas med 16 (i.o.m. aggregeringen blev värdena 16 gånger för stora) och namnges till **landskap_A**. I denna nerest neighbor-uträkning har datorn alltså sökt av 25 km^2 runt varje pixel och summerat värdena den hittar. De områden med högst värden blir då "hotspots" där förekomsten av HV1-punkter är som störst.

Bilaga 3.

Fältprotokoll

Kategori: Ulrik / A				
X:				
Y:				
DBH				
	<10	10-30	30-60	>60
Stående/döende barr				
Stående/döende löv				
Liggande barr				
Liggande löv				
Tall				
Gran				
Björk				
Asp				
Al				
Ask				
Rönn				
Lönn				
Sälg/vide				
Kommentarer:				

Bilaga 4.

Genomförande framskrivning.

Scenario I, allt får utvecklas fritt, inget avverkas:

Från de importerade skikten `knn_alder` (visar ålder på skog), `25decrich` (visar skog med minst 25 % lövskog) och `dec_smd` (visar lövskog och blandskog enligt SMD) togs HV 1 och HV 0,5 fram för 10, 20 och 30 år fram i tiden. HV 1 kräver lövträd i åldern 60 år eller äldre. Om man räknar 10 år fram i tiden motsvaras detta av att sälla fram lövträd som är 50 år eller äldre med dagens data. Dagens 50-åriga träd kommer då att vara 60 år förutsatt att de får stå kvar. Här nedan beskrivs tillvägagångssätten för att få fram kartprojektioner med ovanstående logik för scenario I i de olika tidsstegen.

+10 år

Först visas skog som är 50 år eller äldre genom funktionen **(knn_alder>=50)**. Det nya skiktet som bildas har namnet `mapcalc1`. För att sälla fram lövträd som är 50 år eller äldre används funktionen **(25decrich)*(mapcalc1)**. Det resulterar i ett nytt skikt som får namnet `+10hv1`.

För att få fram hur skog med HV 0,5 kommer att utvecklas tas skog mellan 20 och 50 år fram, d.v.s. skog som om 10 år kommer att vara 30 till 59 år gammal enligt kNN. Detta tas fram genom funktionerna **(knn_alder)>=20** och **(knn_alder<50)** vilka slås samman genom att multiplicera de skikt som skapas. Det nya skiktet, vilket får det automatiska namnet `mapcalc3`, multipliceras sedan med skiktet `(25decrich)`. Det nya skiktet som skapas är alltså lövskog i åldern 30 till 59 år om man räknar 10 år fram i tiden. För att så få med lövskog enligt SMD används verktyget `merge` där föregående skikt slås samman med skiktet `dec_smd`. Resultatet av sammanslagningen ges värde 0,5 och namnges till `+10hv05`.

För att slutligen visa kartprojektionerna ”scenario I om 10 år” används `merge` för att slå samman skikten `+10hv1` och `+10hv05`. Det slutliga skiktet ges namnet `+10bestånd`.

Förklarande flödesschema

```
(knn_alder>=50) --> mapcalc1
(25decrich)*(mapcalc1) --> +10hv1

(knn_alder)>=20 och (knn_alder<50) --> (mapcalc3)*(25decrich)
--> mapcalc4 (reclass)
merge (reclass of mapcalc4) och (dec_smd) --> merge1
(merge1)*0,5 --> +10hv05

Sedan merge hv05 och hv1 --> +10bestånd
```

+20 år

Skog som är 40 år eller äldre tas fram genom funktionen **(knn_alder>=40)**. För att sälla fram lövträden används funktionen **(25decrich)*(mapcalc1)**. Det nya skiktet som bildas får namnet `+20hv1`.

HV 0,5 tas fram genom funktionerna **(knn_alder)>=10** och **(knn_alder<40)** vilka slås samman genom att multiplicera de skikt som skapas. Det nya skiktet, vilket har det automatiska namnet `mapcalc3`, multipliceras sedan med skiktet `(25decrich)`. Sedan används

merge där det nya skiktet slås samman med skiktet dec_smd. Resultatet av sammanslagningen ges värde 0,5 och namnges till +20hv05.

För att slutligen visa kartprojektion ”scenario I om 20 år” används merge för att slå samman skikten +20hv1 och +20hv05. Det slutliga skiktet ges namnet +20bestånd.

Förklarande flödesschema

```
(knn_alder>=40) --> mapcalc1
(25decrich)*(mapcalc1) --> +20hv1

(knn_alder)>=10 och (knn_alder<40) --> (mapcalc3)*(25decrich)
--> mapcalc4 (reclass)
merge (reclass of mapcalc4) och (dec_smd) --> merge1
(merge1)*0,5 --> +20hv05

Sedan merge hv05 och hv1 --> +20bestånd
```

+30 år

Skog som är 30 år eller äldre tas fram genom funktionen (**knn_alder>=30**). För att sälla fram lövträden används funktionen (**25decrich**)*(**mapcalc1**). Det nya skiktet som bildas får namnet +30hv1.

HV 0,5 tas fram genom funktionen (**knn_alder<30**). Det nya skiktet multipliceras med skiktet 25decrich. Sedan används merge där det nya skiktet slås samman med skiktet dec_smd. Resultatet av sammanslagningen ges värde 0,5 och namnges till +30hv05.

För att slutligen visa kartprojektion ”scenario I om 30 år” används merge för att slå samman skikten +30hv1 och +30hv05. Det slutliga skiktet ges namnet +30bestånd.

Förklarande flödesschema

```
(knn_alder>=30) --> mapcalc1
(25decrich)*(mapcalc1) --> +30hv1

(knn_alder<30)*(25decrich) --> mapcalc4 (reclass)
merge (reclass of mapcalc4) och (dec_smd) --> merge1
(merge1)*0,5 --> +30hv05

Sedan merge hv05 och hv1 --> +30bestånd
```

Scenario II och III, med minskning av löv 10 % vart 10:e år i åldern 30-59 år utanför skyddade områden.

Mål	Steg nr.	Ingångsdata	GIS-uträkning	Utdata	Kommentar
Att visa 10 % minskning av löv vart 10:e år.	1. Hela lövmängden minskas med 10 %.	Alldec	I "analysis/map calculator" skriv uttrycket (Alldec)*0,9	mapcalc3	
	2. Erhålla andelen minskad lövvoly	mapcalc3 knn_v_totalt	(mapcalc3).float / (knn_v_totalt).float	mapcalc4	
	3. Visa skog med minst 25 % lövandel vars löv har minskat med 10 % av ursprungsmängden.	mapcalc4	(mapcalc4)>=0,25	10_25dec-10%	här visas minskning på 10 % efter de första 10 åren.
	4. beräkna steg 1-3 för ytterligare 10 år framåt.	mapcalc3	(mapcalc3)*0,9	mapcalc6	
		mapcalc6 knn_v_totalt	(mapcalc6).float / (knn_v_totalt).float	mapcalc7	
		mapcalc7	(mapcalc7)>=0,25	20_25dec-10%	här visas ytterligare 10 % minskning efter 20 år.
	5. beräkna steg 1-3 för ytterligare 10 år framåt.	mapcalc6	(mapcalc6)*0,9	mapcalc9	
		mapcalc9 knn_v_totalt	(mapcalc9).float / (knn_v_totalt).float	mapcalc10	
		mapcalc10	(mapcalc10)>=0,25	30_25dec-10%	här visas ytterligare 10 % minskning efter 30 år.

Mål	Steg nr.	Ingångsdata	GIS-uträkning	Utdata	Kommentar
Att visa ovanstående beräkning i ett skikt innehållandes HV 1 och HV 0,5	1. Visa löv som om 10 år är 30-59 år	knn_alder	(knn_alder>=20)	mapcalc1	
		knn_alder	(knn_alder<50)	mapcalc2	
			(mapcalc1)*(mapcalc2)	mapcalc3	
	2. visa löv som reducerats med 10 % i åldern 30-59 år	10_25dec-10% mapcalc3	(mapcalc1)* (10_25dec-10%)	mapcalc4	
	3.Lägg till SMD-löv för HV 0,5	(dec_smd) mapcalc4	merge (mapcalc2) och (dec_smd)	hv05	
	4. Visa löv som om 10 år är 60 år eller äldre	knn_alder	(knn_alder>=50)	mapcalc5	
		knn_alder	(knn_alder<70)	mapcalc6	
			(mapcalc5)*(mapcalc6)	mapcalc7	
	5. Visa löv som reducerats med 10 % i åldern 60 år eller äldre	10_25dec-10% mapcalc7	(mapcalc7)* (10_25dec-10%)	hv1	
	6. slå samman HV1 och HV0,5 till ett skikt		merge (hv1) och (hv05)	sc2+10	
	7. beräkna steg 1-6 för 20 och 30 år fram i tiden.				

Mål	Steg nr.	Ingångsdata	GIS-uträkning	Utdata	Kommentar
Att visa resulterande kartor på beståndsnivå med tillhörande statistiska data	1a. Skapa skyddsmask för scenario II		(law+avoided)* (+10bestånd)	A	
	2a. Skapa färdig projektion över scenario II om 10 år inklusive lövminskning.		merge (A) och (sc2+10)	sc2m_skydd+10	
	1b. Skapa skyddsmask för scenario III		(law_protected)* (+10bestånd)	B	
	2b. Skapa färdig projektion över scenario III om 10 år inklusive lövminskning		merge (B) och (sc2+10)	sc2m_skydd+10	
	3. Beräkna motsvarande steg 1a till 2b för 20 och 30 år fram i tiden.				

Då kartor på beståndsnivå erhållits för utvecklingen 10, 20 och 30 år fram i tiden enligt scenario II och III, är det dags att skapa landskapskartor med hotspots för att duga som planeringsunderlag. Detta görs på samma sätt som i habitatmodelleringen för nuläget, se bilaga 2.

Statistik, areaberäkningar

För att kunna beräkna funktionell habitatyta ur resultaten ovan utfördes följande:

Från de resulterande skikten som visar habitatutvecklingen idag och 10, 20 och 30 i framtiden enligt alla tre scenarier, visades det som innehöll minst 10 % av habitatvärde 1 ur landskapskartorna (funktion i Map Calculator är exempelvis (sc2m_skydd+10) >=250 då 250 är 10 % 2500 som är produkten av 50*50).

Sedan skapades en buffer för alla varianter. Först gjordes varianterna om till shape-filer. Buffern erhöles genom X-tools, verkyget "buffer selected features" med antagandena "buffer distance", "2500 m", "polygon+/polygon-", "contiguous". Det nya skikt som bildas med data i shape-format, konverteras till grid-data. Sedan multipliceras buffern i grid-form med kartvarianterna på beståndsnivå i Map Calculator. Resultatet konverteras ytterligare en gång

till shape-format för att kunna använda verktyget "calculate area, hectares, perimeter etc." via Tools. När dessa har beräknats, öppnas shape-filen i Excel som dbf-fil och intressant data kopieras till ett eget arbetsblad i Excel. Därifrån uträknas den totala effektiva habitattytan, vilket är summan av areadatan som just överförts från Arcview 3.3.